

TÂNIA MARIA LEAL BARBOSA

ESTUDOS EM LABORATÓRIO SOBRE A DEGRADAÇÃO
DO INSETICIDA-NEMATICIDA ALDICARBE EM
QUATRO DIFERENTES SOLOS

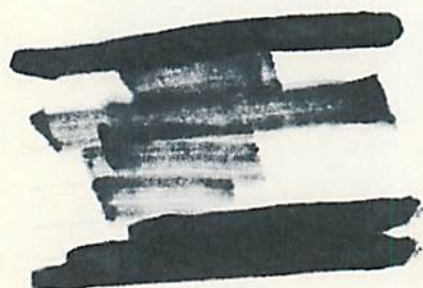
Dissertação apresentada à Escola Superior
de Agricultura de Lavras, como parte das
exigências do curso de Mestrado em
Agronomia, área de concentração Fitos-
sanidade para obtenção do grau de Mestre.

ESCOLA SUPERIOR DE AGRICULTURA DE LAVRAS
LAVRAS - MINAS GERAIS

1991

ESTUDOS EM LABORATÓRIO SOBRE A DEGRADAÇÃO
DO INSETOICIDA NEMATOCIDA ALDICARB EM
QUATRO DIFERENTES SOLOS

Resumo: Apresenta-se o estudo de
degradação do inseticida aldicarb em
quatro solos diferentes, sob condições
laboratoriais, com o objetivo de
determinar a persistência do mesmo no
solo.

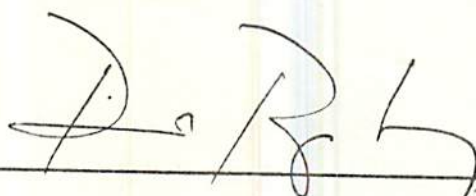


ESCOLA SUPERIOR DE AGRICULTURA DE LAVRAS
LAVRAS - MINAS GERAIS

1991

ESTUDOS EM LABORATÓRIO SOBRE A DEGRADAÇÃO DO INSETICIDA-NEMATICIDA
ALDICARBE EM QUATRO DIFERENTES SOLOS

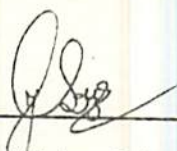
APROVADA:



Prof., Dr. Renê Luis de Oliveira Rigitano
Orientador



Prof., Dr. Vicente Paulo Campos



Pesq., MS. Julio César de Souza



Pesq., MS. Paulo Rebelles Reis

ALL INFORMATION CONTAINED HEREIN IS UNCLASSIFIED

DATE 11-11-01 BY 60322/UC

FROM: Mr. [redacted]

TO: Mr. [redacted]

SUBJECT: [redacted]

DATE: [redacted]

[redacted]

7

7

Aos meus pais Viana e Idelzuite
pelo incentivo aos estudos,
amor e carinho.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

À Escola Superior de Agricultura de Lavras pela oportunidade de realizar o curso.

À Universidade Federal do Ceará pela concessão da bolsa do Programa de Capacitação de Docentes - PICD/CAPES.

À Comissão de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior - CAPES pela bolsa de estudos.

À Rhodia Agro S/A pela colaboração na impressão deste trabalho.

Ao orientador, Professor René Luis de Oliveira Rigitano pelas sugestões, incentivo e apoio logístico durante todo o período de orientação.

Ao Professor José Maria de Lima, pelo apoio na condução do experimento.

Ao Professor Ruben Delly Veiga pelo apoio na análise estatística.

Aos Professores Américo Ciociola, Hilário de Castro, Antônio Figueira, Luis Onofre, César Carvalho pela amizade, colaboração e carinho durante todo o curso.

Ao Ailton e ao Makson, laboratoristas, pelo apoio no experimento.

Aos Professores e Pesquisadores Renê Luis de Oliveira Rigitano, Vicente de Paulo Campos, Júlio César de Souza e Paulo Rebelles Reis pela contribuição na banca examinadora da dissertação de tese.

Ao Doutor Kildare Gonçalves de Carvalho pelo apoio à pesquisa.

As amigas Márcia, Valéria, Vera e Elda pela força nos momentos difíceis e pelo carinho nestes anos de luta.

BIOGRAFIA DA AUTORA

TÂNIA MARIA LEAL BARBOSA, filha de Viana Patrício Barbosa e Idelzuite Jacinto Barbosa, nasceu em Fortaleza, Ceará, a 09 de junho de 1961.

Realizou o curso de Engenharia Agrônômica na Universidade Federal do Ceará - UFC - Ceará, concluindo-o em julho de 1986.

No período de agosto de 1986 a fevereiro de 1988 prestou serviços ao convênio INCRA-CETREDE/UFC como assessora de Projeto de Assentamento.

Iniciou o curso de pós-graduação a nível de Mestrado em Agronomia, área de concentração Fitossanidade (Entomologia), na Escola Superior de Agricultura de Lavras (ESAL), Lavras, Minas Gerais, em março de 1989, concluindo-o em setembro de 1991.

SUMÁRIO

	Página
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1. Movimento de agrotóxicos no perfil dos solos	4
2.2. Simulação do movimento	6
2.3. Degradação do aldicarbe	8
2.3.1. Mecanismos de degradação	9
2.3.2. Fatores que afetam a degradação	12
3. MATERIAL E MÉTODOS	16
3.1. Coleta e preparo das amostras de solo	16
3.2. Instalação dos experimentos	18
3.2.1. Influência da classe e profundidade do solo	18
3.2.2. Influência do pH	19
3.2.3. Influência do grau de umidade	20
3.2.4. Influência da atividade microbiana	21
3.2.5. Aplicação do aldicarbe	22
3.3. Procedimentos analíticos	23
3.3.1. Extração dos resíduos	23
3.3.2. Oxidação dos resíduos	24
3.3.3. Quantificação dos resíduos	25
3.3.4. Cromatografia de camada delgada	26
3.4. Eficiência dos métodos analíticos	27
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	29

4.1. Características físico-químicas dos solos estudados	29
4.2. Eficiência do método analítico	30
4.3. Influência da classe e profundidade de solo ...	31
4.4. Influência da atividade microbiana	36
4.5. Influência do pH do solo	39
4.6. Influência do grau de umidade do solo	42
5. CONCLUSÕES	45
6. RESUMO	46
7. SUMMARY	48
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	50
APÊNDICE	56

LISTA DE TABELAS

Tabela		Página
1	Profundidades de solo correspondentes aos pontos de coleta de amostras para estudos sobre a degradação do aldicarbe	17
2	Caracterização físico-química dos solos	29
3	Equações de regressão linear entre o logaritmo da percentagem remanescente de resíduos de aldicarbe (y) e o intervalo de tempo (dias) após a aplicação do composto em diferentes solos, e respectivos valores de meia-vida de degradação .	32
4	Equações de regressão linear entre o logaritmo da percentagem remanescente de resíduos de aldicarbe (y) e o intervalo de tempo (dias) após a aplicação do composto em diferentes solos, e respectivos valores de meia-vida de degradação .	37

5	Equações de regressão linear entre o logaritmo da percentagem remanescente de resíduos de aldicarbe (y) e o intervalo de tempo (dias) após a aplicação do composto em amostras de solo submetidas ao ajuste de pH, e respectivos valores de meia-vida de degradação	40
6	Equações de regressão linear entre o logaritmo da percentagem remanescente de resíduos de aldicarbe (y) e o intervalo de tempo (dias) após a aplicação do composto em amostras de solo Podzólico Vermelho Escuro - Horizonte A com diferentes níveis de umidade, e respectivos valores de meia-vida de degradação	42

LISTA DE FIGURAS

Figura		Página
1	Metabolismo do aldicarbe em solos	10
2	Curvas representativas da degradação do aldicarbe em amostras dos diferentes horizontes de quatro classes de solo. Latossolo Vermelho Amarelo - LVA, Podzólico Vermelho Escuro - PVE, Latossolo Roxo - LR e Gley Pouco Húmico - GPH. As letras A, B, BC e C referem-se aos horizontes	33
3	Curvas representativas da degradação do aldicarbe em amostras esterilizadas (I) e não esterilizadas (II) de um solo Podzólico Vermelho Escuro - Horizonte A	37
4	Curvas representativas da degradação do aldicarbe em amostras de um solo Latossolo Vermelho Escuro - Horizonte A, submetidas ao ajuste de pH em três níveis	43
5	Curvas representativas da degradação de aldicarbe em amostras de solo Podzólico Vermelho Escuro	

1. INTRODUÇÃO

O uso de agrotóxicos tem sido a principal estratégia usada pelo homem para proteção das plantas cultivadas contra o ataque de insetos, microrganismos e plantas invasoras. Porém, via de regra, eles não são tóxicos apenas aos insetos e microrganismos indesejáveis, podendo afetar diretamente o homem e animais domésticos, pela ingestão através de alimentos ou água contaminados. Podem ainda, afetar a vida selvagem, pela cadeia alimentar, provocando alterações nos ecossistemas das áreas contaminadas.

Muitos agrotóxicos são aplicados diretamente ao solo, como os inseticidas e fungicidas granulados sistêmicos e os herbicidas de pré-emergência. Uma vez aplicados no solo, os agrotóxicos podem ser transportados pela superfície do solo, juntamente com a enxurrada, e/ou através do solo, juntamente com a água que percola no seu perfil. Neste caso, os agrotóxicos podem ser carregados até os horizontes mais profundos do solo, podendo atingir o lençol freático e conseqüentemente poços e minas d'água.

Em meados da década de 80, foram detectados resíduos de alguns agrotóxicos em vários poços e minas d'água em algumas

regiões dos Estados Unidos da América, em níveis acima dos limites estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental - EPA daquele país, o que passou a despertar a atenção de técnicos e pesquisadores para estudos detalhados sobre o comportamento e destino dos agrotóxicos no solo. Esses estudos permitiram identificar os principais fatores que afetam o movimento de agrotóxicos em solos e o desenvolvimento de modelos matemáticos para a simulação desse movimento. Tais modelos são de grande utilidade, devido às restrições financeiras e técnicas necessárias em estudos detalhados do movimento dos mais diversificados agrotóxicos, em diferentes solos e regiões climáticas. Para a utilização desses modelos faz-se necessário conhecer diversos parâmetros e dentre esses, a taxa de degradação do composto no solo.

O aldicarbe, inseticida-nematicida granulado sistêmico, tem sido amplamente utilizado no Brasil para o controle de diversos insetos e nematóides nocivos em uma gama muito grande de culturas. É um inseticida extremamente tóxico para mamíferos e, recentemente, teve seu uso proibido em alguns locais dos Estados Unidos da América em função da constatação de resíduos desse composto na água de poços e minas naqueles locais.

Um estudo pioneiro e único no Brasil sobre o destino de aldicarbe em nossos solos foi conduzido por PIFFER (1989) para dois solos da região de Lavras, MG. Esse estudo revelou um alto potencial de lixiviação de aldicarbe e de seus metabólitos tóxicos nos solos. Contudo, a lixiviação dos compostos foi estudada apenas

nos primeiros 50 cm de profundidade dos solos, e a falta de conhecimento sobre a taxa de degradação dos resíduos em profundidades maiores impediu uma melhor avaliação do potencial da contaminação do lençol freático nos solos estudados. A taxa de degradação do aldicarbe em solos brasileiros precisa ser melhor investigada, bem como a influência de fatores físico-químicos sobre essa degradação, para permitir uma melhor avaliação do potencial de contaminação de nossos solos e fontes de água por esse agrotóxico.

Assim sendo, o presente trabalho foi conduzido com os seguintes objetivos:

- a) Determinar a taxa de degradação do aldicarbe em quatro diferentes solos da região de Lavras-MG (Podzólico Vermelho Escuro, Latossolo Vermelho Amarelo, Latossolo Roxo e Gley Pouco Húmico), em condições de laboratório.
- b) Avaliar a influência da profundidade, atividade microbiana, pH e teor de umidade do solo na degradação do aldicarbe.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Movimento de agrotóxicos no perfil dos solos

O movimento de agrotóxicos no solo ocorre principalmente por fluxo de massa, juntamente com a água que percola o seu perfil com o grau de sorção do composto nas partículas do solo determinando a sua taxa de movimento em relação à água (HARTLEY & GRAHAM-BRYCE, 1980). O termo lixiviação tem sido utilizado para caracterizar esse movimento.

A sorção de um agrotóxico no solo é convenientemente descrita em termos do coeficiente de distribuição (K_d) do composto entre a fase sólida e a fase aquosa do solo (GORING, 1962). Em condições de equilíbrio tem-se:

$$K_d = \frac{\text{Concentração do composto nos sólidos do solo}}{\text{Concentração do composto na água do solo}}$$

O valor de K_d de um agrotóxico em um determinado solo pode ser determinado em laboratório, a partir de misturas de solo, água e o agrotóxico. Quanto menor o valor de K_d , maior será a proporção do

composto na água do solo e portanto, maior será sua mobilidade potencial.

Os agrotóxicos usados em aplicação no solo são em geral compostos eletricamente neutros (não-ionizados). Diversos trabalhos têm demonstrado que a sorção de compostos não-ionizados no solo ocorre principalmente na matéria orgânica do solo. BRIGGS (1981) mediu a sorção de dezenas de compostos em solos de diferentes classes, tendo constatado uma estreita correlação entre valores de K_d , teor de matéria orgânica do solo e a polaridade do agrotóxico. Compostos polares apresentaram valores de K_d mais baixos, o que foi atribuído à menor afinidade desses compostos com a matéria orgânica do solo, a qual tem caráter predominantemente lipofílico.

O movimento dos agrotóxicos em solos é também influenciado pela quantidade de água que percola o solo e pela taxa de movimento da água no solo, ou seja, pela condutividade hidráulica do solo (LEISTRA et alii, 1980; NICHOLLS et alii, 1982b; JONES, 1987). A quantidade de água que percola o solo depende da precipitação pluviométrica e/ou irrigação e da evapotranspiração. A condutividade hidráulica é influenciada pela textura e estrutura do solo, sendo via de regra maior em solos arenosos do que em solos argilosos, exceto em solos argilosos com alta porosidade. Segundo NICHOLLS et alii (1982a), os compostos apresentam menor mobilidade em solos com estruturas em blocos porque, após chuvas pesadas, não há tempo para que seja atingido o equilíbrio entre a concentração do composto no interior dos agregados e na água, a qual percola o

solo rapidamente através dos poros maiores entre os agregados.

A lixiviação de um agrotóxico em um determinado solo pode acarretar o transporte de resíduos até o lençol freático e daí a minas e poços d'água. ZAKE et alii (1982) relataram a ocorrência de resíduos do inseticida aldicarbe, um composto altamente tóxico a mamíferos, na água de centenas de poços de uma região produtora de batatas em Long Island - E.U.A. Resíduos de aldicarbe também foram encontrados em poços e minas d'água em outros estados norte-americanos, incluindo Califórnia, Maine, Flórida e Wisconsin (JONES, 1987). Segundo este autor, a companhia produtora do aldicarbe deliberadamente interrompeu a venda do produto em áreas de maior risco e/ou propôs às autoridades a proibição do uso do produto nas proximidades de poços de água potável.

2.2. Simulação do movimento

Com base no conhecimento dos principais fatores que afetam o movimento dos agrotóxicos em solos, alguns autores desenvolveram modelos matemáticos para a predição desse movimento. A aplicabilidade de tais modelos na avaliação do potencial de contaminação de fontes de água por agrotóxicos é de grande importância, devido à enorme demanda de recursos técnicos e financeiros que seriam necessários em estudos com os mais diversos agrotóxicos, nas diversas condições de solo e clima.

LEISTRA et alii (1980) desenvolveram um modelo que requer

informações sobre propriedades físicas do solo (tensão da água no solo e condutividade hidráulica, ambos como uma função do teor de umidade do solo); influência da estrutura do solo na dispersão do composto; precipitação pluviométrica, evapotranspiração da água do solo e temperatura do solo; sorção e degradação do composto no solo. Com o auxílio de um computador, o modelo simula o movimento da água, bem como o movimento e degradação do composto no perfil do solo. Vários trabalhos têm demonstrado que os resultados observados acerca do movimento de vários agrotóxicos em diferentes condições de solo e clima foram bastante próximos aqueles simulados (BROMILOW & LEISTRA, 1980; LEISTRA & SMELT, 1981; NICHOLLS et alii, 1982b).

Outros modelos para a simulação do movimento de agrotóxicos em solos foram desenvolvidos pela Agência de Proteção Ambiental dos E.U.A. Uma breve descrição desses modelos foi feita por JONES et alii (1986). O modelo denominado PRZM (Pesticide Root Zone Model) foi testado por esses autores, os quais compararam os resultados observados com aqueles simulados sobre o movimento do aldicarbe em diferentes solos dos E.U.A., tendo concluído que esse modelo foi bastante útil na predição dos resultados. Os parâmetros utilizados por esse modelo são basicamente os mesmos utilizados pelo modelo desenvolvido por LEISTRA et alii (1980).

A obtenção de valores precisos para todos os parâmetros utilizados pelos modelos seria demorada e trabalhosa. Porém, a predição do movimento de agrotóxicos em solos pode ser feita estimando-se muitos dos parâmetros. Os dados climáticos são

normalmente disponíveis; medições da sorção do composto são relativamente fáceis; uma razoável estimativa dos parâmetros que definem o movimento da água no solo pode ser obtida a partir de compilações feitas para solos de diferentes classes e a taxa de degradação do composto pode ser medida em condições de laboratório a partir de incubações de amostras do solo com o agrotóxico (BROMILOW & LEISTRA, 1980).

2.3. Degradação do aldicarbe em solos

O aldicarbe (2-metil-2-(metiltio) propionaldeído O-(metilcarbamoil oxima) tem sido amplamente utilizado no Brasil para o controle de insetos, ácaros e nematóides. É um composto carbamato, sistêmico, aplicado ao solo em formulação granulada contendo 150g de ingrediente ativo por quilograma de produto (Temik 150^R).

Em solos úmidos, o aldicarbe é rapidamente liberado dos grânulos (COPPEDGE et alii, 1974), onde fica sujeito à sorção e/ou degradação. O aldicarbe é um composto pouco lipofílico e portanto fracamente absorvido em solos (BRIGGS, 1981). O coeficiente de adsorção (K_d) do aldicarbe é esperado ser menor em solos com baixo teor de matéria orgânica. Com base nas equações propostas por BRIGGS (1981), o valor de K_d calculado para o aldicarbe em um solo com 2,5% de matéria orgânica é 0,4, indicando maior concentração do

composto na solução do solo em relação a sua concentração nos sólidos do solo.

2.3.1. Mecanismos de degradação

Vários pesquisadores têm evidenciado que o primeiro passo na transformação do aldicarbe em solos é a sua oxidação a sulfóxido de aldicarbe. Esse processo de oxidação ocorre com relativa rapidez e muito pouco aldicarbe é encontrado algumas semanas após sua aplicação em solos úmidos. Parte do sulfóxido de aldicarbe formado é oxidado a sulfona de aldicarbe, sendo essa reação um processo relativamente lento. Simultaneamente à oxidação de aldicarbe e de seu sulfóxido, ocorre também a hidrólise destes e da sulfona de aldicarbe formando as respectivas oximas, que por desidratação formam as nitrilas correspondentes (BULL et alii, 1970; ANDRAWES et alii, 1971; BROMILOW et alii, 1980; LIGHTFOOT et alii, 1987). Um esquema dessas transformações é mostrado na Figura 1.

Outros trabalhos têm mostrado que as oximas e nitrilas também são degradadas nos solos. RICHEY et alii (1977) observaram a liberação de $^{14}\text{CO}_2$ em amostras de solo incubadas com aldicarbe marcado com ^{14}C , indicando uma extensa degradação do composto nas amostras. OU et alii (1985) observaram que, além de oxima e nitrila de sulfona de aldicarbe, a incubação de amostras de solo com sulfona de aldicarbe marcado resultou na formação de ácido de

sulfona de aldicarbe e três outros produtos não identificados.

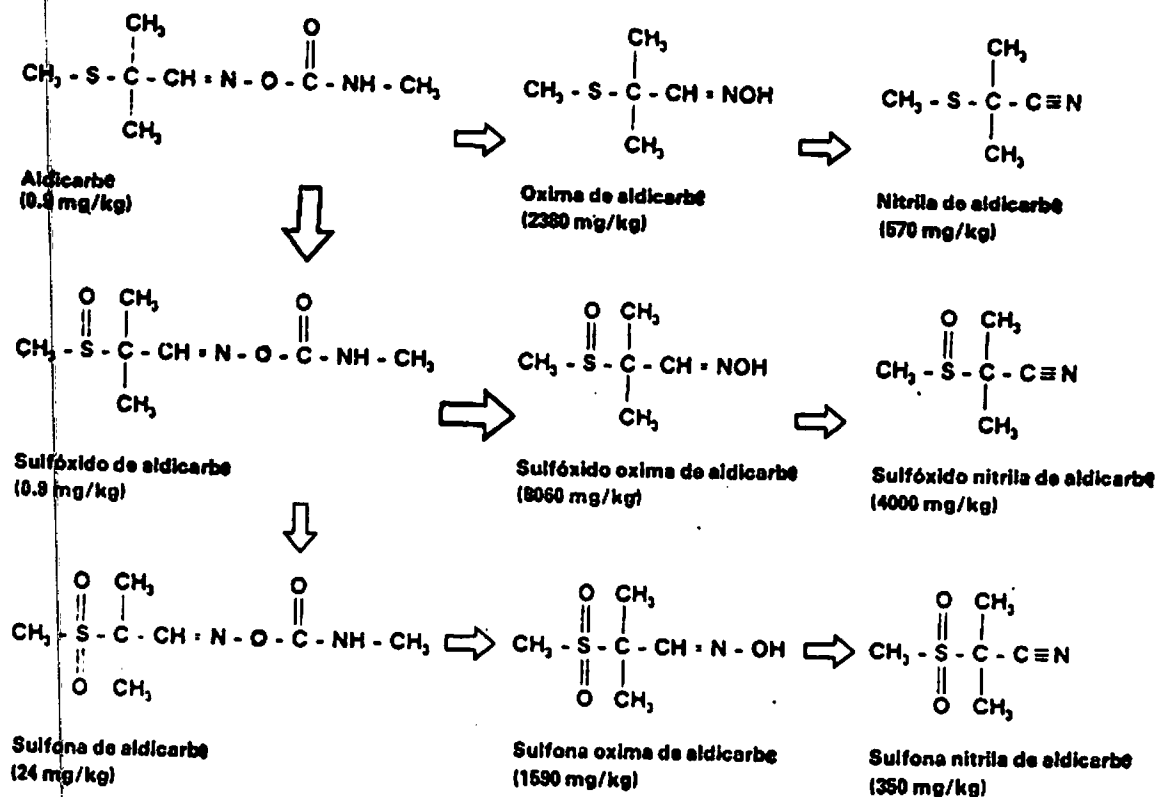


FIGURA 1 - Metabolismo do aldicarbe em solos. As flechas maiores indicam os caminhos principais. Os números entre parênteses indicam os valores de DL_{50} (oral, 24 horas) para ratos brancos (Union Carbide Produtos Agropecuários, 1983).

Sulfóxido e sulfona de aldicarbe têm propriedades inseticidas comparáveis àquelas do aldicarbe. Porém, conforme mostrado na Figura 1, esses compostos apresentam baixos valores de DL_{50} para ratos, indicando alta toxicidade para mamíferos. As

oximas e nitrilas são compostos não carbamatos e, segundo LIGHTFOOT et alii (1987), têm pouca importância no que se refere à contaminação ambiental, porque elas são relativamente pouco tóxicas a mamíferos e porque continuam sendo degradadas no solo em compostos praticamente atóxicos. Portanto, a taxa de degradação do aldicarbe em solos é calculada com base na somatória das quantidades de aldicarbe, sulfóxido e sulfona de aldicarbe remanescentes. Na maioria dos trabalhos essa somatória é referida como resíduos tóxicos totais de aldicarbe ou simplesmente resíduos de aldicarbe.

Alguns trabalhos sobre a degradação do aldicarbe em solos têm revelado uma correlação linear entre o logaritmo da quantidade remanescente de resíduos tóxicos totais e o tempo desde a aplicação do aldicarbe (DIKSHIT et alii, 1976; BROMILOW et alii, 1980; JONES et alii, 1986). Isso implica que, apesar da degradação do aldicarbe a compostos não carbamatos envolver várias reações químicas, essa degradação segue uma cinética de primeira ordem, ou seja, a taxa de degradação permanece constante com o tempo. Assim, a taxa de degradação do aldicarbe em solos é convenientemente expressa em termos do valor de meia-vida de degradação.

Estudos sobre a meia-vida de degradação do aldicarbe em solos mostram uma apreciável variação nos resultados obtidos. BROMILOW et alii (1980) investigaram a degradação do aldicarbe em um solo da Inglaterra, em condições de laboratório, e constataram uma meia-vida de degradação em torno de 15 dias. Também em condições de laboratório, LIGHTFOOT et alii (1987) calcularam em 44

dias a meia-vida do aldicarbe em amostras de um solo dos E.U.A. Em condições de campo JONES et alii (1986) observaram que a meia-vida do aldicarbe na camada superficial de vários solos dos E.U.A. variou de 15 a 90 dias.

2.3.2. Fatores que afetam a degradação

Tem sido demonstrado que a taxa de degradação do aldicarbe em solos é bastante influenciada por certos parâmetros do solo. BULL et alii (1970) observaram que o aumento no teor de umidade do solo resultou num expressivo aumento na taxa de degradação do aldicarbe em amostras de dois solos dos E.U.A., com maiores taxas de degradação sendo observadas quando o teor de umidade foi ajustado para 100% da capacidade de campo.

O papel da atividade microbiana na degradação do aldicarbe em solos é bastante complexo. JONES (1976) observou que alguns fungos de solo foram muito eficientes em promover a oxidação do aldicarbe a sulfóxido de aldicarbe em meio de cultura, no entanto, a eficiência dos fungos em degradar (hidrolisar) esses compostos foi relativamente baixa. LIGHTFOOT et alii (1987) observaram que a esterilização do solo diminuiu sensivelmente a conversão do aldicarbe a sulfóxido de aldicarbe, implicando que a oxidação do aldicarbe no solo ocorre principalmente pela ação de microrganismos do solo. Com relação à degradação do aldicarbe a compostos não carbamatos, LIGHTFOOT et alii (1987) observaram

valores de meia-vida de 10 e 44 dias, respectivamente em amostras de solo esterilizadas e não esterilizadas. A maior estabilidade dos resíduos em amostras não esterilizadas foi atribuída pelos autores ao fato de que nessas amostras o aldicarbe é rapidamente oxidado a sulfóxido de aldicarbe, o qual é mais resistente à hidrólise química do que o aldicarbe. *e igualmente susceptível à degradação via metabólica (pg 10)*

JONES & BACK (1984) investigaram a degradação do aldicarbe em alguns solos da Flórida - E.U.A., em condições de campo, e observaram uma diminuição na taxa de degradação à medida que os resíduos foram lixiviados a profundidades entre 60 e 120 cm. Esses autores atribuíram tal resultado à diminuição da atividade microbiana com o aumento da profundidade, implicando num importante papel dos microrganismos na degradação do aldicarbe em solos. No entanto, examinando os resultados de experimentos conduzidos em 22 diferentes locais dos E.U.A., JONES (1987) observou que a diminuição na taxa de degradação com o aumento da profundidade ocorreu apenas em solos com sub-solo ácido e arenoso, o que levou o autor a sugerir que a degradação não metabólica (hidrólise química) é possivelmente o principal mecanismo de degradação do aldicarbe em solos.

Com relação ao efeito do pH do solo na degradação do aldicarbe, BULL et alii (1970) observaram que o ajuste do pH em amostras de um mesmo solo, na faixa de 6 a 8, não resultou em diferenças significativas na taxa de degradação. No entanto, LIGHTFOOT et alii (1987) observaram que, em água destilada, a degradação do sulfóxido de aldicarbe foi bastante influenciada pelo

pH, com o composto sendo mais estável em pH 5,0 do que em níveis superiores ou inferiores a este. Resultados semelhantes foram obtidos por CHAPMAN & COLE (1982).

Um dos fatores que mais afetam a degradação do aldicarbe em solos é a temperatura do solo. BROMILOW et alii (1980) observaram que a taxa de hidrólise do sulfóxido de aldicarbe em amostras de solo a 15°C foi cerca de 4 vezes maior que aquela observada a 5°C em amostras do mesmo solo. LIGHTFOOT et alii (1987) observaram que os valores de meia-vida de degradação do aldicarbe em amostras de solo, a 60 e 25°C, foram respectivamente, 1 e 44 dias.

JONES (1987) observou que a degradação dos resíduos de aldicarbe na zona saturada (lençol freático) de vários solos dos E.U.A. foi muito mais lenta que na zona não saturada. Os valores de meia-vida na região saturada dos solos variaram entre 1 a 36 meses, enquanto que na zona não saturada os valores variaram entre 10 e 100 dias. LIGHTFOOT et alii (1987) examinaram, em condições de laboratório, a degradação do aldicarbe em amostras de solo coletadas da zona arável e da zona saturada, tendo observado valores de meia-vida em torno de 44 e 123 dias, respectivamente. Esses autores atribuíram essa diferença ao menor pH na zona saturada e sugeriram que, em condições de campo, essa diferença poderia ser maior devido à temperatura mais baixa na zona saturada.

Outro fator que concorre para degradação do aldicarbe em solos, é a concentração de alguns íons metálicos. BANK & TYMELL (1985) observaram que a taxa de degradação do aldicarbe em solução

aquosa contendo íons Cu^{++} ($3,5 \times 10^{-2}\text{M}$) foi cerca de 60 vezes maior que aquela em água destilada, nas mesmas condições de temperatura e pH (60°C e 3,92, respectivamente). Esses autores constataram também que os principais produtos na degradação do aldicarbe catalizada por íons Cu^{++} foram derivados nitrila e aldeído. Em estudos sobre a influência de íons de Fe^{++} , LIGHTFOOT et alii (1987) observaram um efeito pouco expressivo da concentração desses íons sobre a degradação do sulfóxido e sulfona de aldicarbe em água destilada. No entanto, BROMILOW et alii (1986) observaram que a meia-vida de degradação do aldicarbe em solução aquosa contendo íons Fe^{++} (250 ppm) foi cerca de 4 dias, enquanto que a meia vida em solução sem íons Fe^{++} foi superior a 85 dias. Esses autores também observaram que a degradação do aldicarbe em amostras de sub-solo incubadas com o composto em condições anaeróbicas, foi muito mais rápida em amostras com teores mais elevados de íons Fe^{++} . Com base nos produtos de reação formados, os autores postularam que a degradação do aldicarbe catalizada por íons Fe^{++} envolve a redução do composto e oxidação do Fe^{++} , formando inicialmente um derivado imino e posteriormente nitrila e/ou aldeído de aldicarbe.

3. MATERIAL E MÉTODOS

A degradação do aldicarbe foi investigada em amostras dos diferentes horizontes de quatro solos representativos da região de Lavras-MG, os quais foram: Latossolo Vermelho Amarelo, Latossolo Roxo, Podzólico Vermelho Escuro e Gley Pouco Húmico. Os estudos foram conduzidos em condições de laboratório, incubando-se amostras dos horizontes dos solos com o inseticida.

3.1. Coleta e preparo das amostras de solo

Foi coletada uma amostra de aproximadamente 5 kg de cada um dos horizontes dos solos, com as identificações dos solos e respectivos horizontes feitas pelo Professor José Maria de Lima - Departamento de Ciências do Solo, Escola Superior de Agricultura de Lavras. As profundidades dos solos correspondentes aos pontos de coletas são apresentados na Tabela 1.

TABELA 1 - Profundidades de solo correspondentes aos pontos de coleta de amostras para estudos sobre a degradação do aldicarbe.

Classe de solo	Horizonte	Profundidade (cm)
Latosolo Roxo	A	0 - 20
	B	100 - 150
Latosolo Vermelho-Amarelo	A	0 - 20
	B	60 - 80
	BC	300 - 350
Podzólico Vermelho Escuro	A	0 - 20
	B	100 - 150
	C	250
Gley Pouco Húmico	A	0 - 20
	C	60 - 80

As amostras de solo foram submetidas à secagem ao ar, trituração com o auxílio de gral e pistilo, e tamisação em malha de 2 mm. Sub-amostras foram enviadas ao Departamento de Ciências do Solo para análises físico-químicas. Análises referentes à granulometria, grau de umidade, teor de carbono orgânico e pH (em água e em KCl) foram feitas seguindo a metodologia descrita pela EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (1979). Os teores de Fe^{++} e Cu^{++} foram determinados através da metodologia descrita por LOPES (1977). O material remanescente foi acondicionado em sacos

de polietileno, promovendo-se um duplo ensacamento para manutenção do grau de umidade.

3.2. Instalação dos experimentos

A degradação do aldicarbe foi investigada aplicando-se o composto em sub-amostras dos solos colocadas em copos plásticos descartáveis, os quais foram mantidos sobre as bancadas de um laboratório no Departamento de Ciências do Solo da Escola Superior de Agricultura de Lavras. Sobre as bancadas do Laboratório foram colocadas lâminas de isopor de um cm de espessura para evitar a influência da temperatura das bancadas sobre as sub-amostras dos solos. Os experimentos foram conduzidos durante os meses de Maio a Outubro de 1990 e os dados de temperatura coletados em uma Estação meteorológica próxima ao laboratório são mostrados no Quadro 1 do Apêndice. Um estudo feito "a posteriori" mostrou que a temperatura média no laboratório foi bastante próxima àquela na estação climatológica principal, com as diferenças sendo inferiores a 2°C.

3.2.1. Influência da classe e profundidade de solo

Com base no teor de umidade previamente determinado nas

amostras de solo, procedeu-se a pesagem de sub-amostras com peso equivalente a 50 g de solo seco, as quais foram colocadas em copos plásticos descartáveis. Para cada horizonte de solo foram pesadas 14 sub-amostras, cada qual recebeu aplicação de 0,5 mg de aldicarbe em 09/05/90. Após a aplicação do composto (item 3.2.5.), foi adicionada em cada sub-amostra uma quantidade de água necessária para atingir o nível de 30% de umidade, o qual foi mantido no decorrer do experimento através da adição de quantidades suficientes de água calculadas com base nos resultados de pesagem dos copos a cada 2 dias. No caso do solo Gley Pouco Húmico - Horizonte C, as sub-amostras foram mantidas saturadas com água a fim de simular a condição natural para esse solo.

A degradação do aldicarbe foi avaliada determinando-se a quantidade remanescente de resíduos tóxicos totais de aldicarbe em sub-amostras coletadas duas a duas, em sete intervalos após a aplicação, quais foram: 1, 3, 7, 14, 28, 56 e 80 dias. Por ocasião das coletas, realizou-se o ajuste da umidade em 30% para as sub-amostras, as quais foram transferidas dos copos plásticos para sacos plásticos de polietileno, devidamente etiquetados em duplo ensacamento e armazenados em "freezer" a aproximadamente -15°C, até o momento das análises.

3.2.2. Influência do pH

A influência do pH do solo na degradação do aldicarbe foi

investigada apenas para o Latossolo Vermelho Amarelo -Horizonte A. Sub-amostras de solo foram submetidas ao ajuste do pH com calcário dolomítico em quantidades equivalentes a 0, 2 e 4g/kg de solo. As misturas foram homogeneizadas e deixadas em repouso por 90 dias, mantendo-se o teor de água ao nível de 30%. Ao final desse período, os valores de pH obtidos foram 4,6; 5,7 e 6,5, respectivamente às doses de 0, 2 e 4 g/kg de calcário. O ajustamento do pH foi realizado pelo Departamento de Ciências do Solo da ESAL.

Por ocasião da instalação desse experimento em 09/05/90, foram pesadas 14 sub-amostras de 50 g (solo seco) para cada valor de pH, as quais foram tratadas com aldicarbe, submetidas ao ajuste de umidade e coletadas para análise conforme descrito para o experimento anterior.

3.2.3. Influência do grau de umidade

A influência do grau de umidade do solo na degradação do aldicarbe foi investigada utilizando-se a amostra do Podzólico Vermelho Escuro - Horizonte A. Por ocasião da instalação desse experimento, em 09/08/90, foram pesadas 42 sub-amostras de 50 g (solo seco), as quais foram colocadas em copos plásticos e tratadas com 0,5 mg de aldicarbe. A seguir, as sub-amostras receberam a adição de água de forma a se obter níveis de umidade equivalentes a 5,15 ou 25%, com 14 sub-amostras sendo ajustadas para cada nível.

Para a manutenção do nível de umidade nas sub-amostras procedeu-se à pesagem diária das mesmas e subsequente adição da quantidade necessária de água. As coletas das sub-amostras foram feitas obedecendo os intervalos de tempo descritos nos experimentos anteriores.

3.2.4. Influência da atividade microbiana

A influência da atividade microbiana foi avaliada comparando-se a degradação do aldicarbe em sub-amostras esterilizadas e não esterilizadas do solo PVE (horizonte A). A esterilização ocorreu por autoclavagem a 125°C e 13 kg/cm² durante 30 min em 3 vezes no primeiro dia, com intervalos de 2 horas entre a primeira e a segunda, e de 4 horas entre a segunda e a terceira autoclavagem. No segundo dia, após um intervalo de 16 horas da última autoclavagem, realizou-se a quarta autoclavagem com duração de 45 minutos. Foram utilizados Erlenmeyers com capacidade de 50 cc contendo 30 g de solo seco. Cada frasco foi vedado com um chumaço de algodão e envolto com papel alumínio. Após a autoclavagem procedeu-se a aplicação do aldicarbe (0,3 mg/sub-amostra) sob capela de exaustão, bem como o ajuste de umidade (30%), utilizando-se água previamente esterilizada. Os frascos devidamente vedados foram então transferidos, juntamente com aqueles contendo sub-amostras não esterilizadas, para uma câmara climática com temperatura controlada ($30 \pm 1^\circ\text{C}$). As quantidades de

solo e de aldicarbe, bem como o teor de água nas sub-amostras não esterilizadas foram as mesmas para as sub-amostras esterilizadas. Em cada caso foram tratadas 8 sub-amostras, as quais foram coletadas duas a duas, aos 1, 3, 7 e 14 dias após a aplicação.

3.2.5. Aplicação do aldicarbe

O aldicarbe utilizado nos experimentos foi obtido a partir de uma amostra de produto comercial Temik 150 (150 g de aldicarbe/kg). Foram colocadas 6,67 gramas do produto em um Erlenmeyer (250 cc) com tampa esmerilhada, juntamente com 100 ml de acetona, e submetidas à extração, em mesa agitadora, por cerca de 30 min. Após repouso por 1 hora, foi retirada uma alíquota de 50 ml da suspensão sobrenadante, que foi passada em papel de filtro, coletada em um balão volumétrico e utilizada como solução estoque para os experimentos. A confirmação da quantidade de aldicarbe nessa solução foi determinada por análise de alíquotas de 1 ml da mesma, através de metodologia a ser descrita no item 3.3.

A aplicação do aldicarbe nas sub-amostras de solo foi feita a partir de uma solução do aldicarbe, em acetona, na concentração de 1 mg/ml. Uma alíquota de 0,5 ml dessa solução foi gotejada sobre a sub-amostra colocada no copo plástico descartável, evitando-se o contato da solução com as paredes do copo. No caso do experimento sobre a influência da atividade microbiana na degradação do aldicarbe a alíquota aplicada foi de 0,3 ml, mas as

sub-amostras tinham peso equivalente a 30 g de solo seco, de forma que a relação entre a quantidade de aldicarbe e o peso da sub-amostra (solo seco) foi a mesma em todos os experimentos. Após repouso por cerca de 20 minutos para evaporação da acetona, foi procedida a homogeneização da mistura com auxílio de um bastão de vidro. Posteriormente procedeu-se a adição de água de acordo com o grau de umidade desejado.

3.3. Procedimento analítico

A metodologia utilizada para análise de resíduos do aldicarbe nas sub-amostras de solo foi a mesma adaptada por PIFFER (1989) a partir daquelas descritas por BROMILOW et alii (1980) e NICHOLLS et alii (1982a). O aldicarbe e seus produtos de oxidação, sulfóxido de aldicarbe e sulfona de aldicarbe, foram extraídos em acetona e submetidos à oxidação com ácido peracético. Posteriormente, os compostos foram quantificados conjuntamente, na forma de sulfona de aldicarbe, por cromatografia gás-líquido.

3.3.1. Extração dos resíduos

As amostras de solo foram individualmente colocadas em frascos Erlenmayer (250 cc) com tampa, juntamente com 100 ml de acetona. Após agitação por duas horas em agitador mecânico de mesa

a 150 rpm, os frascos foram deixados em repouso por cerca de três horas. A seguir, retirou-se do líquido sobrenadante uma alíquota de 5 ml, a qual foi transferida a um balão de fundo redondo (50 cc) e submetida à evaporação até secagem em um rotavapor com banho-maria a 60°C.

No caso das amostras do solo Gley Pouco Húmico - Horizonte C, devido ao alto teor de água nas amostras, foi coletada uma alíquota de 30 ml do extrato, a qual foi submetida à evaporação da acetona no rotavapor. A fase aquosa foi transferida a um funil de separação (250 cc) e submetida à extração através de duas partições sucessivas com 30 ml do diclorometano, coletando-se as fases orgânicas em um balão de fundo redondo (250 cc) após passagem em sulfato de sódio anidro colocado sobre um funil de vidro. A seguir, o diclorometano foi eliminado no rotavapor. Tal metodologia foi adaptada daquela descrita por GIVEN & DIERBERG (1985).

3.3.2. Oxidação dos resíduos

Para oxidação dos resíduos, adicionou-se ao balão de fundo redondo 1 ml de uma solução de ácido peracético 40% em acetato de etila na proporção 1:20. Após um período de três horas, a solução oxidante foi eliminada através de fluxo de ar proveniente de uma bomba pneumática. A seguir, os resíduos foram transferidos em acetona para tubos de centrifuga graduados, ajustando-se o

volume final para 5 ml.

3.3.3. Quantificação dos resíduos

A determinação quantitativa da sulfona de aldicarbe presente nos extratos foi feita por cromatografia gás-líquido, utilizando-se um detector fotométrico de chama operando com filtro de enxofre. Aliquotas de 4 μ l foram injetadas no cromatógrafo e os resíduos quantificados comparando-se a altura do pico nas amostras com a curva de calibração obtida injetando-se 5 μ l de soluções padrão. As quantidades de sulfona de aldicarbe injetadas variaram entre 4 e 40 ng e as amostras foram apropriadamente diluídas ou concentradas. O padrão analítico da sulfona de aldicarbe foi obtido junto à Agência de Proteção Ambiental dos E.U.A. e tinha especificação de pureza superior a 98%.

Utilizou-se uma coluna de vidro de 1,8 m de comprimento e diâmetro interno de 1/8", com enchimento de SP 1000 (5%) em Supelcoport 100/120. Os fluxos do gás de arraste (N_2) e dos gases auxiliares (H_2 e ar sintético) foram respectivamente 60, 120 e 160 ml/min. As temperaturas do forno, vaporizador e detector foram respectivamente 220, 225 e 225°C e, nessas condições o tempo de retenção da sulfona de aldicarbe foi de 1 minuto e 33 segundos.

Os resíduos assim determinados referem-se à somatória de aldicarbe e seus produtos de oxidação, sulfóxido e sulfona de aldicarbe (resíduos tóxicos totais). A quantidade de sulfona de

aldicarbe nas sub-amostras de solo foi transformada em quantidade equivalente de aldicarbe e o resultado expresso em termos da percentagem da dose aplicada.

3.3.4. Cromatografia de camada delgada

Para confirmação da sulfona de aldicarbe nas amostras de solo, os extratos provenientes das amostras coletadas aos 56 dias após a aplicação do aldicarbe foram submetidos à análise por cromatografia de camada delgada. Para tanto, uma segunda alíquota de 5 ml do extrato foi submetida à evaporação e oxidação conforme descrito anteriormente. Após eliminação da solução oxidante, os resíduos foram transferidos, com auxílio de uma pipeta de Pasteur e pequenos volumes de acetona, para uma placa de cromatografia (20 x 10 cm) contendo uma camada de 0,5 mm de sílica gel 60 GF₂₅₄ (gel fluorescente). Como solução eluente foi utilizada uma mistura de benzeno e acetonitrilo (1:1).

A técnica utilizada foi baseada naquela descrita por BROMILOW et alii (1980). Conforme realizado por esses autores, a visualização da sulfona de aldicarbe nas placas foi feita utilizando-se o composto oxamil como marcador, pois a sulfona de aldicarbe não é visível nas placas sob luz ultra-violeta, ao contrário do oxamil. Assim, antes da eluição da amostra, uma pequena alíquota de uma solução de oxamil foi aplicada nas margens da placa, na altura da linha da amostra. A determinação do fator

de retenção (R_f) da sulfona de aldicarbe foi feita através da extração com acetona de bandas de sílica coletadas separadamente a cada 1 cm e posterior determinação por cromatografia gás-líquido. Os fatores de retenção da sulfona de aldicarbe e do oxamil foram 0,46 e 0,42, respectivamente.

Após a eluição dos resíduos provenientes das amostras, a sílica contida numa faixa de cerca de 2 cm, correspondente a altura da sulfona de aldicarbe na placa, foi raspada e transferida para um funil de vidro contendo algodão no fundo e suspenso em um balão de fundo redondo (50 cc). Os resíduos foram transferidos ao balão através de lavagem da sílica com três porções de 10 ml de acetona. Da mesma forma procedeu-se a lavagem da sílica remanescente na placa, coletando-se a acetona em outro balão de fundo redondo. Após a evaporação da acetona no rotavapor, os resíduos foram transferidos em acetona para um tubo de centrifuga graduado, ajustando-se o volume final para 5 ml. Em seguida, procedeu-se a determinação quantitativa por cromatografia gás-líquido.

3.4. Eficiência dos métodos analíticos

Foram realizados testes para determinação da percentagem de recuperação de sulfona de aldicarbe em amostras de solo que receberam a adição de quantidade conhecida do aldicarbe. Três amostras de solo, cada uma com peso seco equivalente a 50 g de solo seco, foram fortificadas com 0,5 mg de aldicarbe, aplicando-se o

composto, diluído em 1 ml de acetona, diretamente sobre a amostra colocada no Erlenmeyer. A seguir, as amostras foram submetidas à extração e os extratos analisados conforme descrito anteriormente. Na determinação da percentagem de recuperação, a quantidade de sulfona de aldicarbe determinada na amostra foi transformada em quantidade equivalente de aldicarbe (com base na relação entre os pesos moleculares) e comparada com a quantidade de aldicarbe aplicada.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Características físico-químicas dos solos

Os resultados obtidos nas análises físico-químicas dos solos são apresentados na Tabela 2. A análise granulométrica revelou teores maiores de argila no Latossolo Roxo (LR), e menores no horizonte C do Podzólico Vermelho Escuro (PVE). O teor de carbono orgânico no horizonte A variou de 1,4 a 3,0% entre os solos estudados, com o menor teor sendo encontrado no Latossolo Vermelho Amarelo (LVA). Em todos os solos o teor de carbono orgânico no horizonte A foi muito maior que aqueles encontrados nos horizontes inferiores.

Com relação aos valores de pH, foi constatado que esse foi menor em KCl do que em água ($\Delta\text{pH} < 0$) para a maioria dos solos/horizontes, indicando predomínio de cargas negativas na fração coloidal e conseqüentemente maior concentração de íons H^+ nas proximidades das partículas. Já a concentração dos íons Fe^{++} e Cu^{++} , foi maior no horizonte A em relação aos demais horizontes dos solos PVE, LVA e GPH, enquanto que no solo LR os teores foram semelhantes àqueles dos horizontes A e B.

TABLE 2 - Caracterização físico-química dos solos.

Solo	Horizonte	Profundidade de coleta (cm)	Granulometria					pH	C	Fe	Cu
			Arenia	Silte	Argila	H ₂ O	KCl				

Podzólico	A	0-20	52	20	28	5,6	4,6	-1,0	2,5	94,8	2,5
	B	100-120	36	14	50	6,0	5,7	-0,3	0,1	33,0	1,8
Escuro	C	250-300	35	49	16	5,9	5,0	-0,9	0,0	10,4	1,1
Latossolo Roxo	A	0-20	17	7	76	5,2	5,1	-0,1	2,5	23,6	2,5
	B	100-120	20	14	77	5,2	5,1	-0,1	0,8	25,5	2,6
Latossolo Vermelho	A	0-20	34	27	39	5,2	4,2	-1,0	1,4	60,9	1,7
	B	60-80	21	21	48	5,5	5,2	-0,3	0,5	11,9	1,1
Amarelo	BC	300-350	29	23	48	5,4	5,8	0,4	0,1	19,4	1,0
Gley Pouco Húmido	A	0-20	40	25	35	5,1	4,1	-1,0	3,0	113,6	1,6
	C	60-80	30	20	50	5,3	4,1	-1,2	0,5	95,6	1,3

4.2. Eficiência do método analítico

Os resultados obtidos nos testes de recuperação do aldicarbe, a partir das amostras de solo contendo quantidade conhecida do composto, revelaram que a percentagem de recuperação foi, em média, $95 \pm 3\%$, indicando que o método analítico utilizado foi bastante satisfatório. Os resultados das amostras dos experimentos não foram corrigidos pela percentagem de recuperação de aldicarbe, uma vez que os resíduos representam a somatória de

aldicarbe e de seus produtos de oxidação, sulfóxido e sulfona de aldicarbe. Testes de recuperação para esses compostos não foram realizados, uma vez que PIFFER (1989) observou percentagens de recuperação comparáveis àquela do aldicarbe.

4.3. Influência da classe e profundidade do solo

As equações de regressão linear entre o logaritmo da percentagem remanescente de aldicarbe e o tempo decorrido desde a aplicação, bem como a meia-vida de degradação do aldicarbe, para cada solo/horizonte são apresentadas na Tabela 3 (os valores originais são apresentados no Apêndice). As curvas representativas das diferentes equações são ilustradas na Figura 2.

Os coeficientes de determinação das equações de regressão linear, foram razoavelmente altos na maioria dos casos (Tabela 3), mostrando que a degradação do aldicarbe nos diferentes solos/horizontes seguiu tipicamente uma reação cinética de primeira ordem, apesar de várias constantes de reação estarem envolvidas na degradação do aldicarbe. Tal constatação também foi feita por outros autores (DIKSHIT et alii, 1976; JONES & BACK, 1984; BROMILOW et alii, 1980).

Análises complementares dos extratos provenientes de subamostras selecionadas, através de cromatografia de camada delgada, confirmaram que virtualmente toda a quantidade de sulfona de aldicarbe detectada foi extraída da banda de sílica

correspondente à altura do composto na placa.

TABELA 3 - Equações de regressão linear entre o logaritmo da percentagem remanescente de resíduos de aldicarbe (y) e o intervalo de tempo (dias) após a aplicação do composto em diferentes solos, e respectivos valores de meia-vida de degradação.

Solo	Horizonte	Equação de regressão linear	R ²	Meia-vida de degradação (dias)
Podzólico Vermelho Escuro	A	$y = 1,94 - 0,0045627X$	0,8	66
	B	$y = 1,99 - 0,0019347X$	0,77	155
	C	$y = 1,97 - 0,001272X$	0,46	236
Latossolo Roxo	A	$y = 1,98 - 0,002054X$	0,89	146
	B	$y = 1,95 - 0,001638X$	0,7	183
Latossolo Vermelho Amarelo	A	$y = 1,95 - 0,004641X$	0,88	65
	B	$y = 1,99 - 0,002197X$	0,88	137
	BC	$y = 1,95 - 0,001069X$	0,54	281
Gley Pouco Húmico	A	$y = 1,96 - 0,002661X$	0,94	113
	C	$y = 2,0 - 0,002777X$	0,98	108

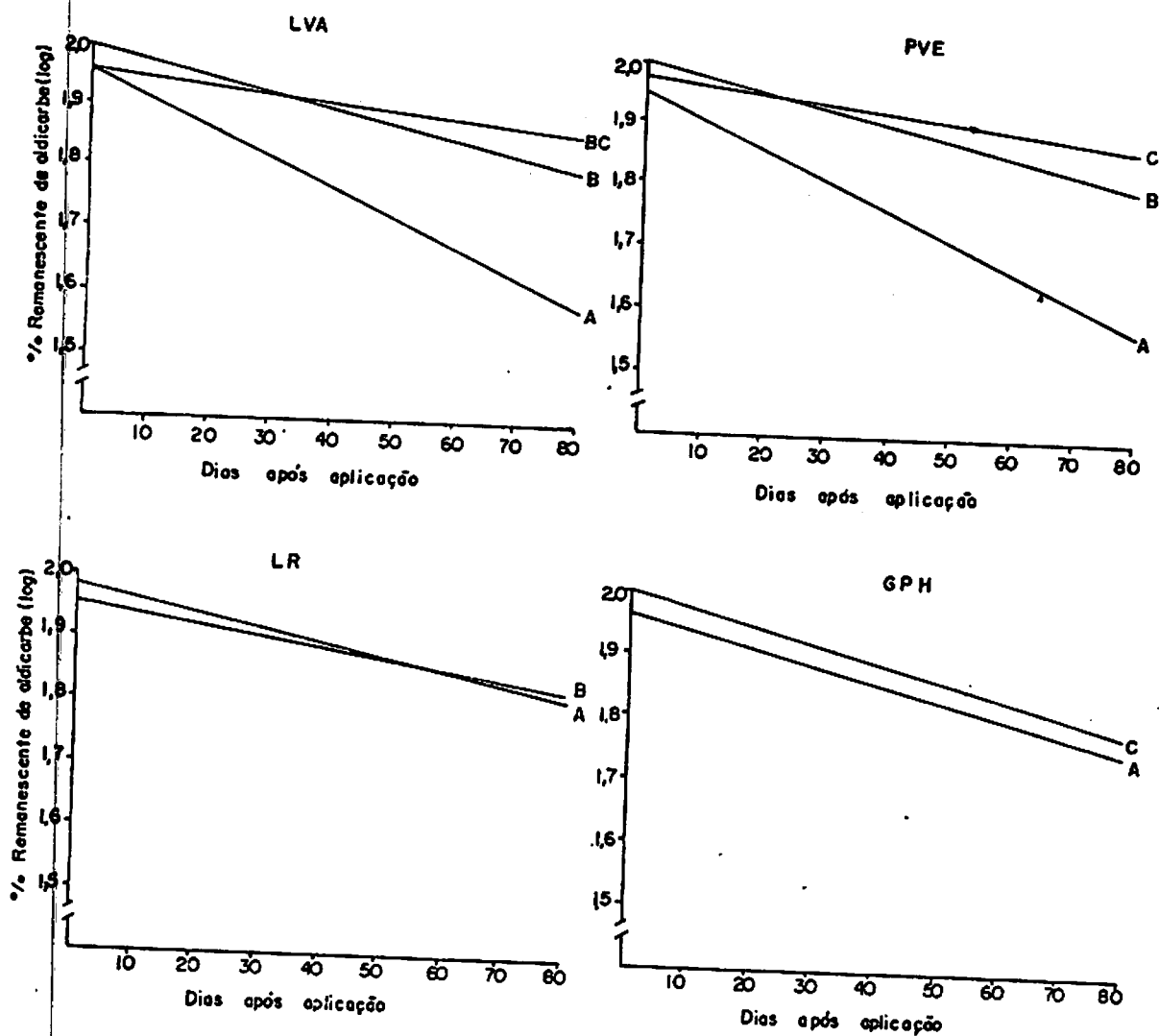


FIGURA 2 - Curvas representativas da degradação do Aldicarbo em amostras dos diferentes horizontes de quatro classes de solo. Latossolo Vermelho Amarelo-LVA, Podzólico Vermelho Escuro-PVE, Latossolo Roxo-LR e Gley Pouco Húmico-GPH. As letras A, B, BC e C referem-se aos horizontes.

Os valores de meia-vida de degradação do aldicarbe nas amostras dos solos estudados variaram de 65 a 281 dias, indicando que, sob as condições em que os experimentos foram conduzidos, a degradação do aldicarbe nas amostras dos solos foi lenta.

A degradação foi mais intensa nas amostras do horizonte A para todos os solos estudados, exceto no solo Gley Pouco Húmico, onde os valores de meia-vida de degradação para os horizontes A e C foram muito próximos. A análise estatística dos resultados, através do teste de homogeneidade de coeficientes de regressão, revelou diferenças significativas entre as equações obtidas para os diferentes horizontes de cada solo.

As taxas de degradação do aldicarbe em solos, observadas no presente trabalho, foram menores que aquelas observadas por outros autores, em condições de campo. JONES et alii (1986) observaram valores de meia-vida de degradação entre 15 e 90 dias na camada superficial de diferentes solos nos E.U.A. DIKSHIT et alii (1976), na Índia, obtiveram um valor de meia-vida de degradação em torno de 17 dias. As menores taxas de degradação observadas no presente trabalho podem ser atribuídas, pelo menos em parte, às temperaturas relativamente baixas registradas durante os experimentos (temperatura média no período igual a 17°C). Em condições de laboratório, a 25°C, LIGHTFOOT et alii (1987) observaram um valor em torno de 44 dias para a meia-vida de degradação do aldicarbe em um solo de Carolina do Norte, E.U.A.

A maior taxa de degradação do aldicarbe no horizonte A em relação aos outros horizontes, conforme observado para os solos

PVE, LVA e LR, revela que outros fatores além da temperatura afetam significativamente a degradação do aldicarbe em solos. De fato, a degradação também foi variável nas amostras do horizonte A para os quatro solos estudados, com valores de meia-vida de degradação de 65, 66, 113 e 146 dias, respectivamente para os solos LVA, PVE, GPH e LR. O teste de homogeneidade de coeficientes de regressão, aplicado às equações obtidas para o horizonte A dos quatro solos, confirmou o efeito significativo da classe de solo na degradação do aldicarbe.

Comparando-se as propriedades físico-químicas dos solos (Tabela 2) com os valores de meia-vida para os diferentes horizontes dos solos LVA, PVE e LR, observa-se uma correlação entre os valores de meia-vida e os teores de carbono orgânico, os quais revelaram-se muito maiores no horizonte A, onde os valores de meia-vida foram menores. No entanto, a forma pela qual a matéria orgânica afeta a degradação do aldicarbe não parece clara. Os teores mais elevados de matéria orgânica indicam, conforme esperado, maior atividade microbiana no horizonte A desses solos, mas, conforme será visto adiante, a esterilização do solo pouco alterou a taxa de degradação do aldicarbe. Observa-se também que a variação no valor de meia-vida entre os horizontes de cada solo apresenta uma variação correspondente em relação ao teor de Fe^{++} , com menores valores de meia-vida sendo encontrados nos horizontes com maior teor de Fe^{++} . No caso do solo LR, os teores de Fe^{++} nos horizontes A e B foram semelhantes e também o foram os valores de meia-vida de degradação. Observação semelhante é feita em relação

ao teor de íons Cu^{++} , excetuando-se o solo GPH. Essas observações confirmam os resultados obtidos por BROMILOW et alii (1986) que mostraram um importante papel dos íons Fe^{++} na degradação do aldicarbe em solos. BANK & TYMELL (1985) observaram que a adição de íons Cu^{++} aumentou sensivelmente a degradação do aldicarbe em solução aquosa. O valor de meia-vida de degradação do aldicarbe no solo GPH/horizonte A foi maior que aqueles observados no horizonte A dos solos PVA e LVA, apesar da maior concentração dos íons Fe^{++} no primeiro. Porém, a concentração de Fe^{++} no solo GPH, conforme determinada pelo método analítico utilizado, provavelmente seja maior que a concentração de Fe^{++} disponível, uma vez que nesse tipo de solo, o Fe^{++} tende a formar complexos com constituintes da matéria orgânica (KAMPF & SCHWERTMANN, 1983).

4.4. Influência da atividade microbiana

As equações de regressão linear entre o logaritmo da percentagem remanescente de aldicarbe e o tempo decorrido desde a aplicação, bem como a meia-vida de degradação do aldicarbe são apresentados na Tabela 4. As curvas representativas das diferentes equações são ilustradas na Figura 3.

TABELA 4 - Equações de regressão linear entre o logaritmo da percentagem remanescente de resíduos de aldicarbe (y) e o intervalo de tempo (dias) após a aplicação do composto em amostras de solo esterilizado e não esterilizado, e respectivos valores de meia-vida de degradação.

Tratamento	Equação de regressão linear	R ²	Meia-vida de degradação (dias)
Solo esterilizado	$y = 1,95 - 0,0266X$	0,85	11
Solo não esterilizado	$y = 2,02 - 0,0334X$	0,97	09

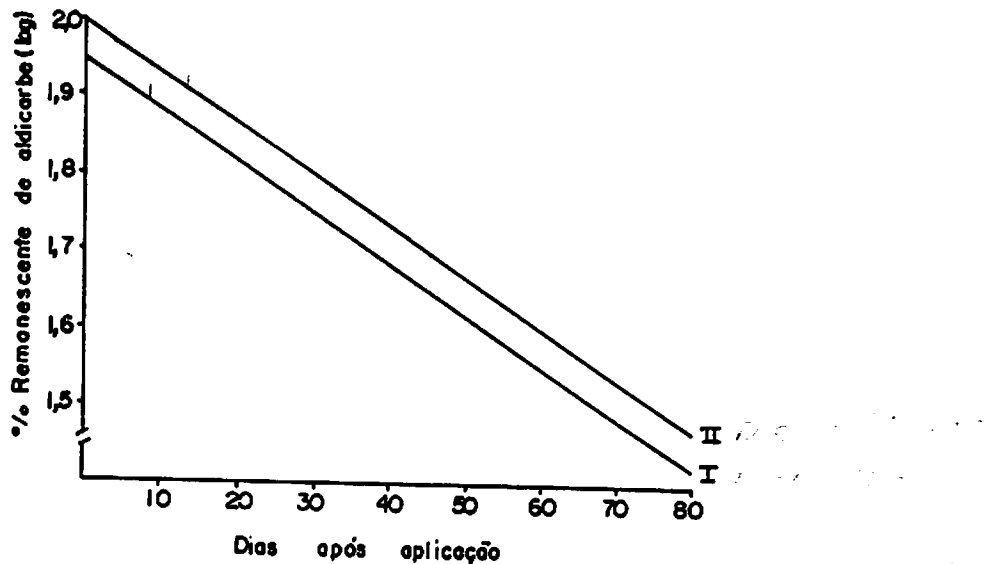


FIGURA 3 - Curvas representativas de degradação do aldicarbe em amostras esterilizadas (I) e não esterilizadas (II) de um solo Podzólico Vermelho Escuro - Horizonte A.

Os valores de meia-vida de degradação do aldicarbe em amostras esterilizadas e não esterilizadas do solo Podzólico Vermelho Escuro (Horizonte A) foram respectivamente 11 e 9 dias, mostrando um reduzido efeito da esterilização do solo na degradação do aldicarbe. A análise estatística através do teste de homogeneidade de coeficientes de regressão não revelou diferenças significativas entre os dois tratamentos. Esses resultados indicam que, embora a oxidação do aldicarbe seja grandemente favorecida pela ação de microrganismos do solo (JONES, 1976; LIGHTFOOT et alii, 1987), a degradação do aldicarbe a compostos não carbamatos no solo não é igualmente favorecida. JONES (1976) constatou que, alguns fungos de solo foram capazes de degradar o aldicarbe e sulfóxido de aldicarbe em meio de cultura. Porém, segundo JONES (1987) a degradação não metabólica é provavelmente o principal mecanismo de degradação do aldicarbe em solos.

LIGHTFOOT et alii (1987) observaram uma degradação mais rápida do aldicarbe em solo esterilizado em comparação com o mesmo solo não esterilizado, com valores de meia-vida em torno de 10 e 44 dias, respectivamente. A degradação mais rápida do aldicarbe em condições estéreis foi atribuída a menor oxidação do composto nessas condições e a maior susceptibilidade do aldicarbe à degradação (hidrólise) em relação ao sulfóxido e sulfona de aldicarbe. Assim sendo, a pequena diferença observada no presente trabalho, entre os valores de meia-vida em solo esterilizado e não esterilizado, indica que a oxidação do aldicarbe nas amostras não esterilizadas do solo PVE foi menos intensa do que aquela no solo

estudado por LIGHTFOOT et alii (1987). PIFFER (1989) observou que a oxidação do aldicarbe em um Latossolo da região de Lavras foi muito menos intensa do que aquela observada por LIGHTFOOT et alii (1987).

A meia-vida de degradação do aldicarbe observada nesse experimento (9 dias) foi muito menor que aquela observada no experimento anterior, em amostras do mesmo solo (66 dias). Essa diferença mostra um efeito marcante da temperatura sobre a taxa de degradação do aldicarbe, uma vez que esse último experimento foi conduzido à temperatura de $30 \pm 2^{\circ}\text{C}$, enquanto que o experimento anterior foi conduzido a temperatura ambiente, cuja média foi 17°C . Essa diferença confirma a expectativa de JONES (1987) de que "a temperatura do solo parece ser a variável que mais influencia o valor de meia-vida de degradação do aldicarbe em solos". Porém o efeito da temperatura na degradação do aldicarbe em solos não foi objetivo de investigação no presente trabalho.

4.5. Influência do pH do solo

As equações de regressão linear entre o logarítmo da percentagem remanescente de aldicarbe e o tempo decorrido desde a aplicação, bem como a meia-vida de degradação do aldicarbe, em cada nível de pH, são apresentados na Tabela 5. As curvas representativas das diferentes equações são mostradas na Figura 4. O teste de homogeneidade de coeficientes de regressão revelou

diferenças significativas entre as equações obtidas para os 3 níveis de pH.

TABELA 5 - Equações de regressão linear entre o logaritmo da percentagem remanescente de resíduos de aldicarbe (y) e o intervalo de tempo (dias) após aplicação do composto em amostras de solo submetidas ao ajuste de pH, e respectivos valores de meia-vida de degradação.

Níveis de pH	Equação de regressão linear	R ²	Meia-vida de degradação (dias)
4,6	$y = 1,98 - 0,00216X$	0,98	139
5,7	$y = 1,99 - 0,001437X$	0,9	209
6,5	$y = 2,02 - 0,002035X$	0,91	148

Os valores de meia-vida de degradação do aldicarbe para os níveis de pH 4,6; 5,7 e 6,5 foram 139, 209 e 148 dias, respectivamente. Esses valores mostram que os resíduos de aldicarbe no solo teste (LVA - Horizonte A) foram mais estáveis em pH 5,7. LIGHTFOOT et alii (1987) observaram que, em água destilada, os valores de meia-vida do sulfóxido e sulfona de aldicarbe foram maiores em pH em torno de 5 do que em níveis inferiores ou superiores a este. Essa diferença, em termos de pH em solo e em água que resultou em maior estabilidade, pode ser explicada se o pH nas proximidades das partículas do solo LVA for menor do que o valor medido em água. Em suporte a essa hipótese tem-se o fato de que o pH desse solo em KCl foi menor que aquele em

água (Tabela 2), indicando predominância de cargas negativas associadas às partículas do solo e conseqüentemente maior concentração de íons hidrogênio nas suas proximidades.

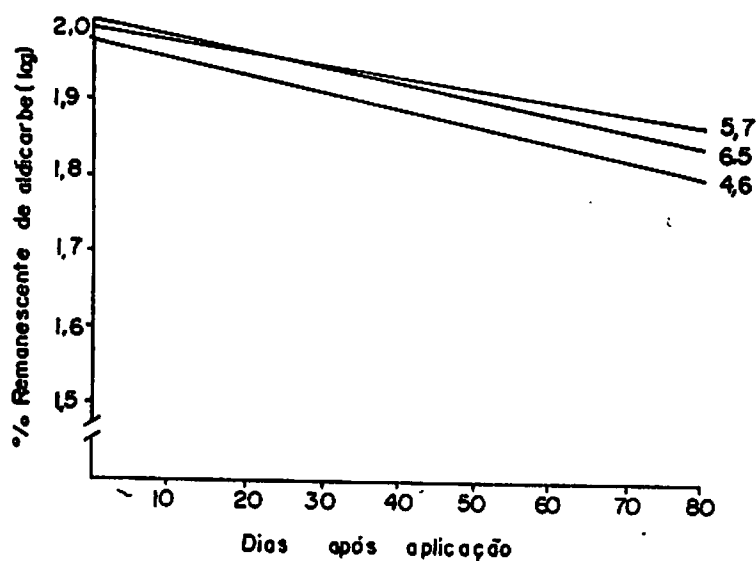


FIGURA 4 - Curvas representativas da degradação do aldicarbe em amostras de um solo Latossolo Vermelho Escuro - Horizonte A, submetidas ao ajuste de pH em três níveis.

4.6. Influência do grau de umidade do solo

As equações de regressão linear entre o logaritmo da percentagem remanescente de aldicarbe e o tempo decorrido desde a aplicação, bem como a meia-vida de degradação do aldicarbe, para o Podzólico Vermelho Escuro - Horizonte A, são apresentadas na Tabela 6. As curvas representativas das diferentes equações são ilustradas na Figura 5.

TABELA 6 - Equações de regressão linear entre o logaritmo da percentagem remanescente de resíduos de aldicarbe (y) e o intervalo de tempo (dias) após a aplicação do composto em amostras do solo Podzólico Vermelho Escuro - Horizonte A com diferentes níveis de umidade, e respectivos valores de meia-vida de degradação.

Níveis de umidade (%)	Equação de regressão linear	R ²	Meia-vida de degradação (dias)
5	$y = 1,99 - 0,005102X$	0,97	59
15	$y = 1,97 - 0,003942X$	0,89	76
25	$y = 1,93 - 0,006681X$	0,95	45

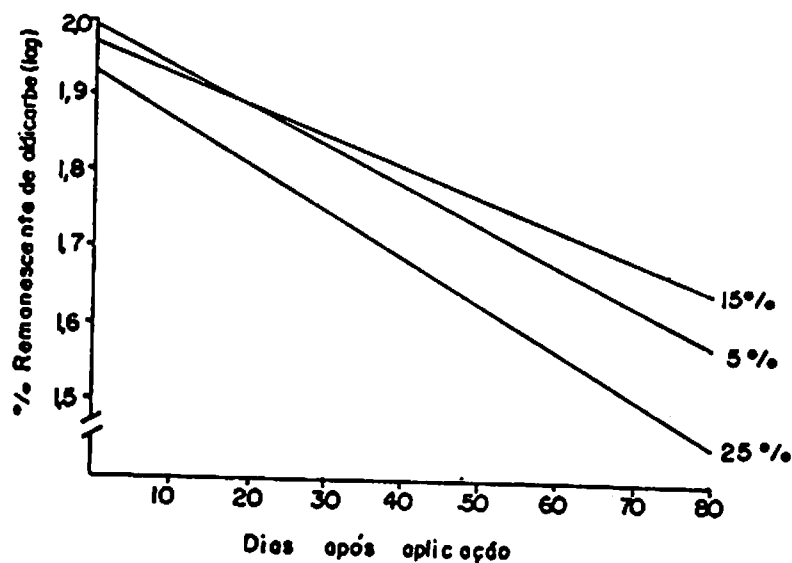


FIGURA 5 - Curvas representativas da degradação do aldicarbe em amostras de solo Podzólico Vermelho Escuro - Horizonte A com 5, 15 e 25% de umidade.

A análise estatística dos resultados, feita através do teste de homogeneidade de coeficientes de regressão, revelou diferenças significativas entre as equações obtidas para os três diferentes níveis de umidade no solo. Os valores de meia-vida de degradação para os níveis de umidade 5, 15 e 25% foram 59, 76 e 45 dias, respectivamente. Esses valores mostram que a degradação do aldicarbe foi mais rápida ao nível de 25% de umidade do solo. A degradação do aldicarbe no solo a 15% de umidade foi mais lenta do que a 5% de umidade e as causas disso não são claras. BULL et alii (1970) observaram que o aldicarbe foi bastante estável quando a

umidade do solo foi mantida em 0% da capacidade de campo. Esses autores observaram também que o nível de 50% foi ótimo para a oxidação do aldicarbe, enquanto que a degradação a compostos não tóxicos foi mais intensa ao nível de umidade equivalente a 100% da capacidade de campo. BROMILOW et alii (1980) observaram que um aumento no nível de umidade de 10 a 15% não alterou as taxas de oxidação e hidrólise do aldicarbe, e pouco aumentou a taxa de hidrólise do sulfóxido de aldicarbe, ao passo que a taxa de oxidação do sulfóxido de aldicarbe, e a taxa de hidrólise da sulfona de aldicarbe foram diminuídas. A degradação mais rápida do aldicarbe a 5% de umidade do solo em relação ao nível de 15%, conforme observada no presente trabalho, sugere que esse aumento no nível de umidade favoreceu mais a oxidação do aldicarbe do que sua hidrólise.

5. CONCLUSÕES

- A taxa de degradação do aldicarbe em amostras de quatro classes de solo, revelou uma expressiva variação em função da classe e horizonte do solo, com valores de meia-vida de degradação entre 65 e 281 dias.

- Os valores de meia-vida de degradação foram inversamente correlacionados com os teores de Fe^{++} e Cu^{++} nos solos/horizontes, indicando um importante papel desses íons na degradação.

- As taxas de degradação dos resíduos em amostras esterilizadas e não-esterilizadas foram semelhantes, indicando um efeito reduzido da atividade microbiana na degradação.

- A meia-vida de degradação foi menor a 25% de umidade do que a níveis inferiores.

- Os resíduos de aldicarbe foram mais estáveis em amostras com pH 5,7 do que em amostras com pH 4,6 ou 6,5.

6. RESUMO

A degradação do inseticida aldicarbe em amostras de diferentes horizontes de quatro solos da região de Lavras-MG foi investigada em condições de laboratório. A influência da atividade microbiana, do grau de umidade e do pH do solo sobre a degradação do aldicarbe também foi avaliada.

Sub-amostras dos solos foram homogeneizadas com o inseticida, na concentração de 10 mg/kg, e submetidas ao ajuste do grau de umidade. A esterilização de algumas sub-amostras foi feita através de autoclavagem e o ajuste do pH em outras sub-amostras foi feito através de incubação com calcário dolomítico. Foram conduzidas 14 sub-amostras para cada tratamento, as quais foram coletadas para análise, duas a duas, em sete intervalos após a aplicação do aldicarbe (1, 3, 7, 14, 28, 56 e 80 dias). Os resíduos de aldicarbe e seus produtos de oxidação, sulfóxido e sulfona de aldicarbe, foram extraídos das sub-amostras em acetona e submetidos à oxidação com ácido peracético. Posteriormente, os compostos foram quantificados conjuntamente, na forma de sulfona de aldicarbe, por cromatografia gás-líquido. Análises através de cromatografia de camada delgada em sílica gel também foram

efetuadas para confirmação da sulfona de aldicarbe nos extratos. Os valores de meia-vida de degradação do aldicarbe nos solos foram calculados com base na quantidade remanescente de resíduos em relação à quantidade de aldicarbe aplicada.

Os valores de meia-vida de degradação dos resíduos de aldicarbe nos solos estudados foram: 66, 155 e 236 dias, respectivamente para os horizontes A, B e C do Podzólico Vermelho Escuro- PVE; 65, 137 e 281 dias para os horizontes A, B e BC do Latossolo Vermelho Amarelo -LVA; 146 e 183 dias para os horizontes A e B do Latossolo Roxo - LR e 113 e 108 dias para os horizontes A e C do Gley Pouco Húmico - GPH. Os valores de meia-vida de degradação mostraram-se inversamente correlacionados com os teores de Fe^{++} e Cu^{++} nos solos/horizontes, indicando um importante papel desses íons na degradação dos resíduos.

Os valores de meia-vida em amostras de solo esterilizadas e não esterilizadas foram semelhantes, indicando um reduzido efeito da atividade microbiana na degradação do aldicarbe a compostos não-carbamatos. A estabilidade dos resíduos foi influenciada pelo grau de umidade do solo, com os resíduos sendo degradados mais rapidamente a 25% de umidade do que em níveis inferiores. A estabilidade dos resíduos também variou em função do reajuste do pH do solo, com os resíduos sendo mais estáveis em amostras com pH 5,7 do que em amostras com pH 4,6 ou 6,5.

7. SUMMARY

LABORATORY STUDIES ON THE DEGRADATION OF THE INSECTICIDE- NEMATICIDE ALDICARB IN FOUR DIFFERENT SOILS

The degradation of the insecticide aldicarb in samples from the different horizons of four representative soils located in Lavras-MG, Brazil, was investigated under laboratory conditions. The influence of microbial activity, soil pH and moisture content on degradation rates was also examined.

Fourteen sub-samples of each soil were incubated with aldicarb at the concentration of 10 $\mu\text{g/g}$. The plastic vials containing the sub-samples were kept at room temperature (mean of 17°C), with water being added every few days to maintain the required moisture content (30%). Duplicate vials were taken for analysis at 1, 3, 7, 14, 28, 56 and 80 days after application. Aldicarb and its active oxidation products, aldicarb sulfoxide and sulphone, were extracted with acetone and determined as aldicarb sulphone by gas-liquid chromatography. Analyses by thin layer chromatography on silica gel were also performed to confirm the identification of aldicarb sulphone.

The breakdown of aldicarb to non-carbamate products closely followed a first-order kinetics and degradation rates varied appreciably among the soil materials tested. The half-life values were: 66, 155, and 236 days, respectively for A,B and C horizons of the Dark Red Podzolic - DRP; 65, 137 and 281 for the horizons A, B and BC of the Red Yellow Latosol - RYL; 146 and 183 days for the horizons A and B of the Dusky Red Latosol - DRL and, 113 and 108 days for the horizons A and C of the Low Humic Gley - LHG. The half-life values were inversely correlated with the content of Fe^{++} and Cu^{++} in the soil materials, indicating that these ions play an important role on the degradation of aldicarb in soils.

The half-life values in sterilized and non-sterilized soil were fairly similar, which indicates that the degradation of aldicarb to non-carbamate compounds in soil is little affected by the microbial activity in the soil. The stability of the residues was affected by the moisture content of the soil, with the residues being degraded faster at the moisture level of 25% in comparison to 5 or 15%. The degradation rate of the residues was also affected by the pH of soil, with the residues being more stable in samples with pH adjusted to 5,7, in comparison to those with pH adjusted to 4,6 or 6,5.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRAWES, N.R.; BAGLEY, W.P. & HERRETT, R.A. Fate and carryover properties of Temik aldicarb pesticide (2-methyl-2-(methylthio) propionaldehyde O-(methyl carbamyl oxime) in soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, Washington, 19(4):727-30, July/Aug. 1971.
- BANK, S. & TYMELL, R.J. Copper (II) promoted aqueous decomposition of aldicarb. *Journal Organic Chemistry*, Washington, 50(24):4938-43, 1985.
- BRIGGS, G.G. Theoretical and experimental relationship between soil adsorption, octanol-water partition coefficients, water solubilities, bioconcentration factors, and the parachor. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, Washington, 29(6):1050-9, Nov./Dec. 1981.

BROMILOW, R.H.; BRIGGS, G.G.; WILLIAMS, J.H.; SMELT, J.H.; TUINSTR, L.G.M.T. & TRAAG, W.A. The role of ferrous ions in the rapid degradation of oxamyl, methomyl, and aldicarb in anaerobic soils. *Pesticide Science*, England, 17:535-47, 1986.

—; BAKER, J.J.; FREEMAN, M.A. & GOROG, K. The degradation of aldicarb and oxamyl in soil. *Pesticide Science*, England, 11:371-8, 1980.

— & LEISTRA, M. Measured and simulated behaviour of aldicarb and its oxidation products in fallow soils. *Pesticide Science*, England, 11:389-95, 1980.

BULL, D.L.; STOKES, R.A.; COPPEDGE, J.R. & RIDGWAY, R.L. Further studies of the fate of aldicarb in soil. *Journal of Economic Entomology*, Texas, 63(4):1283-9, Apr. 1970.

CHAPMAN, R.A. & COLE, C.M. Observations on the influence of water and soil pH on the persistence of insecticides. *Journal Environmental Science Health*, Lincoln, 17(5):487-504, 1982.

COPPEDGE, J.R.; STOKES, R.A.; KINZER, R.E. & RIDGWAY, R.L. Effect of soil moisture and soil temperature on the release of aldicarb from granular formulations. *Journal of Economic Entomology*, Texas, 68(2):209-10, Apr. 1974.

DIKSHIT, A.K.; AGNIHOTRI, N.P.; DEWAN, R.S. & SAXENA, H.P.

Dissipation of aldicarb in soil and pea plant. *Indian Journal of Agricultural Science*, New Delhi, 46(3):117-9, Mar. 1976.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura, 1979. n.p.

GIVEN, C.J. & DIERBERG, F.E. Effect of pH on the rate of aldicarb hydrolysis. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*, New York, 34:627-33, 1985.

GORING, C.A.I. Control of nitrification by 2-chloro-6-(trichloromethyl) pyridine. *Soil Science*, Califórnia, 93(3):211-8, Mar. 1962.

HARTLEY, G.S. & GRAHAM-BRYCE, I.J. Physical principles of pesticide behaviour. New York, Academic Press, 1980. v.1, 518p.

JONES, A.S. Metabolism of aldicarb by five soil fungi. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, Carolina do Norte, 24(1):115-17, 1976.

JONES, R.L. The aldicarb experience: 2. Results of monitoring and research programs. Triagle Park, Union Carbide Agricultural Products Company Incorporat, 1987. 46p.

____ & BACK, R.C. Monitoring aldicarb residues in Florida soil and water. Environmental Toxicology and Chemistry, Elmsford, 3:9-20, 1984.

____; HANSEN, J.L.; ROMINE, R.R. & MARQUARDT, T.E. Unsaturated zone studies of the degradation and movement of aldicarb and aldoxycarb residues. Environmental Toxicology and Chemistry, Elmsford, 5:361-72, 1986.

KAMPF, N. & SCHWERTMANN, V. Goethite and hematite in a climosequence in southern Brazil and their application in classification of kaolinitic soils. Geoderma, Amsterdam, 29 (1):27-39, Jan. 1983.

LEISTRA, M.; BROMILOW, R.H. & BOESTEN, J.T.I. Measured and simulated behaviour of oxamyl in fallow soils. Pesticide Science, Oxford, 11:379-88, 1980.

____ & SMELT, J.H. Movement and conversion of ethoprophos in soil in winter: 2. Computer simulation. Soil Science, Baltimore, 131(5):296-302, May 1981.

- LIGHTFOOT, E.N.; THORNE, P.S.; JONES, R.L.; HANSEN, J.L. & ROMI-
NE, R.R. Laboratory studies on mechanisms for the degrada-
tion of aldicarb, aldicarb sulfoxide and aldicarb sulfone.
Environmental Toxicology and Chemistry, Elmsford, 6:377-94,
1987.
- LOPES, A.S. Available water, phosphorus fixation, and zinc
levels in brazilian cerrado soils in relation to their physi-
cal, chemical, and mineralogical properties. Raleigh, North
Caroline State University, 1977. 189p. (Tese Doutorado).
- NICHOLLS, P.H.; BROMILOW, R.H. & ADDISCOTT, T.M. Measured and
simulated behaviour of fluometuron, aldoxycarb and chloride
ion in a fallow structured soil. Pesticide Science, England,
13:475-83, 1982a.
- ; WALKER, A. & BAKER, R.J. Measurement and simulation of
the movement and degradation of atrazine and metribuzin in a
fallow soil. Pesticide Science, England, 12:484-94, 1982b.
- OU, Li-Tse; EDVARDSSON, K.S.V.; THOMAS, J.E. & RAO, P.S.C.
Aerobic and anaerobic degradation of aldicarb sulphone in
soils. Journal of Agricultural and Food Chemistry, Washing-
ton, 33(3):545-48, 1985.

PIFFER, R. Movimento e degradação de aldicarbe e sulfona de aldicarbe em dois diferentes solos. Lavras, ESAL, 1989. 99p. (Tese MS).

RICHEY, F.A. Jr., BARTHEY, W.J. & SHEETS, K.P. Laboratory studies on the degradation of (the pesticide) aldicarb in soils. Journal of Agricultural and Food Chemistry, Washington, 25(1):47-51, 1977.

UNION CARBIDE PRODUTOS AGROPECUÁRIOS. Temik defensivo agrícola aldicarb; uma avaliação científica. São Paulo, Union Carbide do Brasil, 1983. 63p.

ZAKE, M.H.; MORAN, D. & HARRIS, D. Pesticide in groundwater. The aldicarb story in Suffolk County. American Journal of Public Health, New York, 72:1319-95, 1982.

APÊNDICE

QUADRO 1 - Dados de temperatura (°C), coletados junto à Estação Agroclimatológica da ESAL, no período de 09/05/90 a 27/10/90.

Dia	Mês	Ano	T.Máxima	T.Mínima	T.Média
09	05	90	25,5	16,1	19,3
10	05	90	26,6	13,3	19,2
11	05	90	25,6	15,5	19,4
12	05	90	24,9	16,4	19,7
13	05	90	23,5	13,6	17,7
14	05	90	25,7	13,3	18,3
15	05	90	25,9	13,8	19,0
16	05	90	26,1	16,6	20,3
17	05	90	26,5	17,7	21,0
18	05	90	21,3	16,0	15,0
19	05	90	19,8	4,4	10,8
20	05	90	23,8	6,6	14,7
21	05	90	23,9	9,2	15,8
22	05	90	22,8	9,4	14,4
23	05	90	23,3	8,8	14,3
24	05	90	24,0	11,4	16,0
25	05	90	25,5	10,7	16,5
26	05	90	25,3	10,3	17,1
27	05	90	25,9	12,6	18,3
28	06	90	26,5	12,2	18,3
29	05	90	26,9	12,8	19,3
30	05	90	26,5	13,6	18,8
31	05	90	26,1	12,5	18,5
01	06	90	26,3	12,7	18,5
02	06	90	27,1	12,8	19,1
03	06	90	24,9	16,1	19,2
04	06	90	26,5	12,9	18,4
05	06	90	25,9	12,4	18,1

QUADRO 1 - Continuação

Dia	Mês	Ano	T.Máxima	T.Mínima	T.Média
06	06	90	27,0	11,5	18,2
07	06	90	27,5	11,8	19,1
08	06	90	26,1	15,7	19,0
09	06	90	26,5	16,6	19,5
10	06	90	27,3	12,0	18,7
11	06	90	21,5	12,6	14,9
12	06	90	19,3	9,9	13,4
13	06	90	22,1	8,0	14,4
14	06	90	24,0	11,4	17,0
15	06	90	25,0	11,4	16,8
16	06	90	25,0	7,8	15,1
17	06	90	23,9	10,7	16,2
18	06	90	23,7	12,9	16,4
19	06	90	23,5	12,1	15,6
20	06	90	25,1	9,0	16,6
21	06	90	18,9	13,2	15,2
22	06	90	19,8	5,7	11,7
23	06	90	23,3	3,7	13,4
24	06	90	24,5	4,7	13,9
25	06	90	24,7	5,2	14,9
26	06	90	24,5	9,1	16,2
27	06	90	24,7	9,1	16,1
28	06	90	24,2	12,6	17,2
29	06	90	24,3	9,5	16,4
30	06	90	22,9	13,1	17,0
01	07	90	23,3	13,0	17,9
02	07	90	23,7	12,6	17,1
03	07	90	25,7	13,1	17,8
04	07	90	26,0	12,0	17,4
05	07	90	23,1	11,3	15,5
06	07	90	20,3	12,0	14,0

QUADRO 1 - Continuação

Dia	Mês	Ano	T.Máxima	T.Mínima	T.Média
07	07	90	22,3	9,0	14,3
08	07	90	23,3	9,1	14,8
09	07	90	24,9	9,5	16,6
10	07	90	25,1	12,3	17,4
11	07	90	17,9	13,6	14,8
12	07	90	18,3	9,9	12,9
13	07	90	19,5	7,6	13,1
14	07	90	21,3	10,0	14,9
15	07	90	24,3	10,7	16,5
16	07	90	25,6	10,2	17,1
17	07	90	24,5	12,9	17,0
18	07	90	27,5	10,7	18,7
19	07	90	28,9	13,5	20,4
20	07	90	28,3	13,6	19,7
21	07	90	27,3	12,2	18,9
22	07	90	22,9	14,3	16,5
23	07	90	24,3	10,9	16,9
24	07	90	26,0	12,9	18,3
25	07	90	27,1	11,9	19,2
26	07	90	27,5	14,9	20,1
27	07	90	27,0	12,1	18,6
28	07	90	24,2	12,4	16,1
29	07	90	24,5	12,4	16,2
30	07	90	22,9	9,6	14,2
31	07	90	19,7	11,7	14,0
01	08	90	13,5	10,6	12,3
02	08	90	22,6	11,3	16,0
03	08	90	24,5	12,5	17,1
04	08	90	24,6	10,5	16,3
05	08	90	23,1	9,7	15,6
06	08	90	22,2	12,2	16,1

QUADRO 1 - Continuação

Dia	Mês	Ano	T.Máxima	T.Mínima	T.Média
07	08	90	24,5	10,5	16,2
08	08	90	24,3	11,2	16,9
09	08	90	23,9	11,0	16,3
10	08	90	26,7	10,5	18,2
11	08	90	26,1	11,3	18,1
12	08	90	26,3	10,3	17,1
13	08	90	26,5	10,1	17,7
14	08	90	26,8	10,1	17,9
15	08	90	27,2	10,4	18,7
16	08	90	26,5	11,9	19,1
17	08	90	21,1	16,1	17,9
18	08	90	22,1	16,1	17,6
19	08	90	27,9	14,6	20,3
20	08	90	24,9	16,7	18,9
21	08	90	25,6	15,7	18,7
22	08	90	22,3	15,1	17,3
23	08	90	17,8	14,0	15,0
24	08	90	18,0	11,6	14,0
25	08	90	20,1	11,7	15,0
26	08	90	25,6	9,2	16,6
27	08	90	27,4	11,4	18,3
28	08	90	19,5	14,6	15,8
29	08	90	20,5	13,1	15,0
30	08	90	20,9	12,0	15,5
31	08	90	24,7	14,2	19,0
01	09	90	26,1	13,9	17,8
02	09	90	23,7	14,9	18,2
03	09	90	22,3	12,6	16,5
04	09	90	25,8	14,7	18,1
05	09	90	26,5	13,8	19,8
06	09	90	29,2	14,9	20,8

QUADRO 1 - Continuação

Dia	Mês	Ano	T.Máxima	T.Mínima	T.Média
07	09	90	26,3	16,0	20,2
08	09	90	22,9	14,9	18,9
09	09	90	27,9	14,7	20,1
10	09	90	28,3	10,7	18,8
11	09	90	30,1	12,0	21,1
12	09	90	30,7	14,6	22,1
13	09	90	22,5	17,3	19,0
14	09	90	15,5	13,2	13,7
15	09	90	22,5	12,5	12,6
16	09	90	24,9	11,0	17,1
17	09	90	27,3	13,9	19,1
18	09	90	27,3	12,6	19,2
19	09	90	29,3	12,4	21,0
20	09	90	30,9	14,2	22,7
21	09	90	30,5	13,7	22,3
22	09	90	29,5	16,2	22,1
23	09	90	28,3	14,7	21,0
24	09	90	20,4	14,2	16,0
25	09	90	21,5	11,8	14,6
26	09	90	24,3	8,8	16,7
27	09	90	23,5	11,0	16,2
28	09	90	25,4	9,5	17,0
29	09	90	22,7	11,7	17,1
30	09	90	23,5	15,1	18,5
01	10	90	24,5	14,6	19,1
02	10	90	22,3	16,6	18,9
03	10	90	30,1	16,1	21,0
04	10	90	26,5	16,4	20,7
05	10	90	28,5	14,5	21,2
06	10	90	28,3	14,3	21,0
07	10	90	29,5	15,1	21,6

QUADRO 1 - Continuação

Dia	Mês	Ano	T.Máxima	T.Mínima	T.Média
08	10	90	30,1	14,7	22,0
09	10	90	31,8	15,3	23,5
10	10	90	32,2	16,1	24,3
11	10	90	33,4	17,7	23,1
12	10	90	33,1	12,6	22,5
13	10	90	30,5	18,2	23,0
14	10	90	31,4	18,0	24,1
15	10	90	32,2	18,5	23,5
16	10	90	21,5	17,0	18,0
17	10	90	20,5	15,3	17,3
18	10	90	21,9	15,5	18,8
19	10	90	25,3	17,7	20,4
20	10	90	25,3	18,4	20,6
21	10	90	29,3	18,0	21,7
22	10	90	25,9	14,0	18,9
23	10	90	27,1	14,4	20,2
24	10	90	26,5	16,5	19,5
25	10	90	27,3	15,9	19,2
26	10	90	27,1	13,6	18,7
27	10	90	28,7	15,3	21,4

QUADRO 2 - Valores médios da percentagem remanescente de resíduos de aldicarbe em diferentes intervalos de tempo após a aplicação do composto em amostras de quatro classes de solo.

Solo	Horizonte	Dias após aplicação						
		1	3	7	14	28	56	80
Podzólico	A	95	94	84	75	56	44	46
Vermelho	B	97	96	94	94	90	76	70
Escuro	C	96	91	92	92	83	80	75
Latossolo	A	98	97	97	90	78	73	69
Roxo	B	96	88	85	80	81	76	65
Latossolo	A	100	90	84	72	58	52	32
Vermelho	B	100	101	93	87	83	74	67
Amarelo	BC	94	89	95	82	84	77	77
Gley Pouco	A	97	92	88	82	76	64	59
Húmico	C	99	99	100	94	86	71	61

QUADRO 3 - Valores médios da percentagem remanescente de resíduos de aldicarbe em amostras esterilizadas e não esterilizadas de um solo Podzólico Vermelho Escuro - horizonte A.

Tratamento	Dias após aplicação			
	1	3	7	14
Solo esterilizado	99	67	52	41
Solo não esterilizado	96	82	69	35

QUADRO 4 - Valores médios da percentagem remanescente de resíduos de aldicarbe em diferentes intervalos de tempo após a aplicação do composto em amostras de um Latossolo Vermelho Amarelo - horizonte A, submetidas ao ajuste de pH.

Níveis de pH	Dias após aplicação						
	1	3	7	14	28	56	80
4,6	99	95	92	90	82	72	66
5,7	103	97	94	94	86	85	75
6,5	104	101	101	104	92	75	75

QUADRO 5 - Valores médios da percentagem remanescente de resíduos de aldicarbe em diferentes intervalos de tempo após aplicação do composto em amostras do solo Podzólico Vermelho Escuro - Horizonte A com diferentes níveis de umidade.

Níveis de umidade (%)	Dias após aplicação						
	1	3	7	14	28	56	80
5	99	97	87	80	76	49	39
15	101	94	91	80	70	60	47
25	95	89	80	61	54	34	28